第 37 卷第 2 期 2017 年 1 月 生 态 学 报 ACTA ECOLOGICA SINICA Vol.37, No.2 Jan., 2017

DOI: 10.5846/stxb201508041639

耿静,程淑兰,方华军,于贵瑞,徐敏杰,王磊,李晓玉,司高月,何舜.氮素类型和剂量对寒温带针叶林土壤 N_2O 排放的影响.生态学报,2017,37(2):395-404.

Geng J, Cheng S L, Fang H J, Yu G R, Xu M J, Wang L, Li X Y, Si G Y, He S.The effects of types and doses of nitrogen addition on soil N_2O flux in a cold-temperate coniferous forest, northern China.Acta Ecologica Sinica,2017,37(2):395-404.

氮素类型和剂量对寒温带针叶林土壤 N_2O 排放的影响

耿 静[1,2],程淑兰[2],方华军[1,*],于贵瑞[1],徐敏杰[2],王 磊[1],李晓玉[1],司高月[2],何 舜[2]

1 中国科学院地理科学与资源研究所,生态系统观测与模拟重点实验室,北京 100101

2 中国科学院大学资源与环境学院,北京 100049

摘要:大气氮沉降输入会增加森林生态系统氮素有效性,进而改变土壤 N_2O 产生与排放,然而有关不同氮素离子(氧化态 NO_3^--N 与还原态 NH_4^+-N)沉降对土壤 N_2O 排放的影响知之甚少。以大兴安岭寒温带针叶林为研究对象,构建了 3 种类型(NH_4Cl、KNO_3、NH_4NO_3)和 4 个施氮水平(0、10、20、40 kg N hm^{-2} a^{-1})的增氮控制试验,利用流动化学分析仪和静态箱-气相色谱法 4 次/月测定凋落物层和矿质层土壤无机氮含量、土壤-大气界面 N_2O 净交换通量以及相关环境因子,分析施氮类型和剂量对土壤氮素有效性、土壤 N_2O 通量的影响,探讨氮素富集条件下土壤 N_2O 通量的环境驱动机制。结果表明:施氮类型和剂量均显著影响土壤无机氮含量,土壤 NH_4^+-N 的积累效应显著高于 NO_3^--N。施氮一致增加寒温带针叶林土壤 N_2O 排放,NH_4NO_3 促进效应最为明显,增幅为 442%—677%,高于全球平均水平(134%)。土壤 N_2O 通量与土壤温度、凋落物层 NH_4^+-N 含量正相关,且随着施氮水平增加而增加。结果表明大气氮沉降短期内不会导致寒温带针叶林土壤 NO_3^--N 大量流失,但会显著促进土壤 N_2O 的排放。此外,外源性 NH_4^+ 和 NO_3^- 输入对土壤 N_2O 排放的促进作用具有协同效应,在未来森林生态系统氮循环和氮平衡研究中应该区分对待。

关键词:大气氮沉降;土壤 N_2O 通量;氮素有效性;主控因子;北方森林

The effects of types and doses of nitrogen addition on soil N_2O flux in a cold-temperate coniferous forest, northern China

GENG Jing[1,2], CHENG Shulan[2], FANG Huajun[1,*], YU Guirui[1], XU Minjie[2], WANG Lei[1], LI Xiaoyu[1], SI Gaoyue[2], HE Shun[2]

1 *Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100101, *China*

2 *College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*

Abstract: Increasing atmospheric nitrogen (N) deposition would change soil N availability, and thereby changes N_2O production and emission from N-limiting forest soils. However, it is still unclear about the contrasting effects of different N ion (i.e., oxidized NO_3^--N and reduced NH_4^+-N) deposition on soil N_2O emission in boreal forests. In the present study, a cold-temperate coniferous forest in the Great Khingan region was selected for conducting the manipulative N addition

基金项目:国家自然科学基金项目(41471212, 31470558, 31290221, 31130009, 31290222);国家重点基础研究发展计划项目(2012CB417103);中国科学院地理科学与资源研究所"秉维"优秀青年人才基金项目(2011RC202);中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050600)

收稿日期:2015-08-04; **网络出版日期:**2016-06-13

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: fanghj@ igsnrr.ac.cn

experiment, including three forms of N fertilizers (NH_4Cl, KNO_3, and NH_4NO_3) and four rates of N addition (0, 10, 20, and 40 kg N hm^{-2} a^{-1}). Soil-atmospheric N_2O exchanging fluxes were measured four times per month using static chamber-gas chromatography. Simultaneously, soil temperature, moisture, and inorganic N contents were measured to explore how the main factors affect soil N_2O emission. The results showed that the types and doses of N addition significantly changed soil inorganic N contents, and the accumulation of soil NH_4^+-N was significantly higher than that of soil NO_3^--N due to N addition. N addition increased N_2O emission from the boreal forest soil, and the NH_4NO_3 addition treatments promoted high soil N_2O fluxes, with an increase of 442% to 667%, which was higher than the global average (134%). There were positive correlations between soil N_2O fluxes and soil temperature, and between soil N_2O fluxes and soil NH_4^+-N contents in the litter layer. Soil N_2O fluxes were driven by soil temperature, followed by soil NH_4^+-N contents in the litter layer. These findings suggest that atmospheric N deposition cannot lead to a significant soil NO_3^--N leaching and loss in boreal forests over the short term, but it can significantly promote soil N_2O emission. Furthermore, exogenous NH_4^+ and NO_3^- inputs into boreal forests have synergic effects on soil N_2O emission, which should be distinguished in N cycle and balance in terrestrial ecosystems using ^{15}N tracer methods in the future.

Key Words: atmospheric N deposition; soil N_2O flux; N availability; controlling factors; boreal forest

氧化亚氮(N_2O)是地球大气中三大温室气体之一,百年尺度上单分子 N_2O 的增温潜势(GWP)是 CH_4 和 CO_2 的 21 倍和 298 倍,对全球变暖的贡献约占 6%[1]。同时,对流层中的 N_2O 通过扩散进入平流层,与 O_3 反应生成 NO 破坏臭氧层,增加地面紫外辐射量[2]。IPCC 第五次报告表明,2011 年大气中 N_2O 浓度为 324 ppb,较工业化前的数值高出 20%,近几十年平均增幅为 0.25%/a。大气 N_2O 的源估计为 17.7 Tg N/a,自然源(农业、水体、生物燃烧等)和人为源(自然植被土壤、海洋)分别占 37.8%和 62.2%;大气 N_2O 的汇估计为 12.6 Tg N/a,主要在平流层被光解为 NO_x,最终转化成硝酸和硝酸盐等反应性氮[3]。其中,60%—70%的大气反应性氮以干湿沉降形式到达地表,导致当前全球大气氮沉降量高达 105 Tg N/a[4-5],显著改变陆地生态系统碳、氮循环,降低生物多样性,进而影响陆地生态系统的结构和功能[6]。

自然植被下的土壤是 N_2O 的主要排放源,占总自然源的 60%[3,7]。土壤 N_2O 主要来源于硝化、反硝化和化学还原过程[8],介导上述过程的功能微生物群落包括硝化细菌、反硝化细菌以及部分菌根真菌[9]。土壤有效氮浓度、温度、水分、pH 值、C/N 均会显著改变土壤 N_2O 产生菌群落的活性与组成,进而影响土壤 N_2O 排放[10]。研究表明,外源性氮素输入对自然植被土壤 N_2O 排放的影响有促进[11]、不变[12]和抑制[13]等多种结论,取决于生态系统类型、初始有效氮状态、土壤属性、施氮剂量、施氮类型与持续时间[14]。过去 10 多年来,有关森林、草地、湿地等自然植被土壤 N_2O 排放对氮沉降增加的响应已开展了许多研究[15-16],取得了一些共识,但仍然存在以下两方面的不足:(1)过去氮沉降模拟控制实验施氮剂量普遍较高(一般>50 kg N hm^{-2} a^{-1}),短期内只能观测到生态系统"氮饱和"中期或后期的响应特征,鲜有研究贫氮自然植被土壤 N_2O 排放对多形态、低剂量氮输入的响应规律。(2)由于氧化态 NO_3^- 和还原态 NH_4^+ 在土壤中的行为截然不同,过去野外氮沉降模拟控制实验多采用单一氮肥类型(如 NH_4NO_3 或尿素),鲜有研究区分 NO_3^- 和 NH_4^+ 输入对土壤 N_2O 排放的不同影响。

北方森林(Boreal forests)是仅次于热带森林的第二大森林群区,占全球陆地面积的 14.5%,其土壤碳密度平均为 296 t C/hm^2[17];此外,由于该区温度较低,土壤氮素矿化缓慢,土壤有效氮极其匮乏,对外源性氮素响应十分敏感[18]。研究表明,外源性氮素输入会显著改变北方森林植物和微生物群落组成[19]、土壤碳氮转化与温室气体排放[20]、生态系统生产力和固碳潜力[21]。过去普遍认为,水热条件较好、土壤风化强烈的热带/亚热带森林土壤 N_2O 排放较高,而温度较低、有效氮贫乏的高纬度地区森林土壤 N_2O 排放量可以忽略不计[22-23]。然而,近年来一些研究发现,由于气温升高和氮沉降增加提高了高纬度地区森林、苔原等自然生态

系统氮素的可利用性,导致该区土壤也大量排放 N_2O[24-25]。长期以来对高纬度地区自然植被土壤 N_2O 排放的忽视,可能是导致全球 N_2O 收支研究中诸多不确定性的原因之一[26]。大兴安岭寒温带针叶林是北方森林的南缘,面积占全国森林面积的 29%,有关土壤 N_2O 对外源性氮素输入尚未有实验报道。

基于上述分析,本文提出以下两个科学假设:(1)外源性氮素输入会显著增加北方森林土壤有效氮含量,提高硝化细菌和反硝化细菌的底物可利用性,进而促进土壤 N_2O 的产生与排放。(2)鉴于北方森林土壤 NH_4^+-N 富集,土壤 N_2O 产生可能以硝化过程为主,施加 NH_4^+ 对土壤 N_2O 的促进作用高于 NO_3^-。为了验证上述两个假设,本文以大兴安岭寒温带针叶林为研究对象,构建多形态、低剂量的氮沉降模拟控制试验,通过野外监测土壤无机氮含量、土壤 N_2O 通量及相关土壤属性,研究 NH_4^+、NO_3^- 输入及两者交互作用对土壤氮素有效性和 N_2O 排放通量的影响,明确寒温带针叶林土壤 N_2O 通量的主控因子与环境驱动机制。研究结果有助于深入理解森林土壤 N_2O 排放与土壤氮素转化过程、关键功能微生物群落之间的耦合机理,在提高寒温带针叶林氮素利用率、控制土壤 N_2O 排放、降低区域碳源汇评估的不确定性等方面均具有重要的理论与实践意义。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于内蒙古大兴安岭森林生态系统国家野外科学观测研究站以东的开拉气林场(50°20′—50°30′N, 121°45′—122°00′E),属大兴安岭西北坡,海拔 826 m。该地区是寒温带半湿润气候,冬季寒冷漫长,夏季凉爽多雨。年均气温-5.4℃,最高温出现在 7 月,最低温在 1 月。年降水量 450—550 mm,其中 60%集中于 5—9 月。年均日照 2594 h,全年地表蒸发量 800—1200 mm,无霜期 80 d。该区主要物种为兴安落叶松(*Larix gmelini*)、白桦(*Betula platyphylla*)、杜鹃(*Rhododendron simsii*)、杜香(*Ledum palustre*)、红豆越橘(*Vaccinium Vitisidaea*)等。研究区的植被类型为杜香-落叶松林,林龄约 150a。土壤类型为发育于花岗岩残积物上的棕色针叶林土,土壤腐殖质含量 10%—30%,pH 值为 4.5—6.5。

1.2　试验设计

为了模拟 NH_4^+ 和 NO_3^- 两个主要离子的输入,参照大兴安岭地区实际大气氮沉降通量(2.5 kg N hm^{-2} a^{-1})。2010 年 5 月设置了 NH_4Cl、KNO_3和 NH_4NO_3 3 种氮肥和对照(Control,0 kg N hm^{-2} a^{-1})、低氮(Low N,10 kg N hm^{-2} a^{-1})、中氮(Medium N,20 kg N hm^{-2} a^{-1})、高氮(High N,40 kg N hm^{-2} a^{-1})4 种水平的氮肥处理,分别模拟未来大气氮沉降增加 4 倍、8 倍和 16 倍情景下,北方森林生态系统碳、氮循环关键过程的变化。试验采用裂区设计,施氮水平为主处理,施氮类型为副处理,每个施氮水平处理 3 次重复。为了降低微地形等环境异质性对实验结果造成影响,每个施氮水平下设置一个对照以增强施氮类型间对比。样方规格为 10 m×20 m,两个相邻样方的间隔至少为 10 m,共 36 个样方。将全年的氮沉降量平均分配到生长季(5—10 月)各月,于每月月初将各形态氮肥溶于 20 mL 水中,用喷雾器均匀喷洒于各样方内。

1.3　土壤 N_2O 排放通量监测

土壤 N_2O 排放量采用静态箱-气相色谱法测定,测定时段为 2013 年生长季(5—10 月)。在每个样地中分别设置带槽的底座(50 cm×50 cm×10 cm)和盖箱(50 cm×50 cm×20 cm),在测定时,将槽内灌满水,打开风扇的电源,然后小心地把带有温度计和小风扇的盖箱沿槽放入。在 40 min 时间段内,每隔 10 min 用 100mL 注射器抽取 1 次气样,同时记录大气温度、箱内温度和地下 5 cm 的温度值。测定 N_2O 时气相色谱的柱箱温度为 55 ℃,检测器 ECD 的温度为 250℃;载气(干空气及高纯 H_2)流量分别为 300 mL/min 和 50 mL/min,尾吹气(N_2)流量为 10 mL/min。利用土壤水分仪(TDR200,Spectrum Technologies, USA)测定 10 cm 土壤体积含水量。用气相色谱仪(7890A,Agilent,USA)分析 N_2O 气体浓度,利用下述公式计算土壤 N_2O 气体通量:

$$Q_t = \frac{V}{A} \times \frac{273.15}{T_a} \times \frac{P}{101.3} \times \frac{1000}{22.4} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \tag{1}$$

式中,Q_t为 t 时刻 N_2O 的排放通量($\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$);V 为箱体的体积(m^3);A 为取样时箱体所覆盖的面积(m^2);Ta 为取样时的大气温度(K);P 为取样时的大气压值(kPa);ΔC 为 Δt 时间内箱体内 N_2O 浓度增量(ppb);Δt 为时间变化量(s)。

1.4 土壤采集与分析

抽气结束后采集有机层和矿质层样品,采样频率为 4 次/月。就某个处理样方而言,移除未腐解的凋落物层(Oi),沿对角线用方形铁框(10 cm×10 cm×15 cm)和土钻(直径为 2.5cm)分别采集有机层(Oae)和矿质层(0—10 cm)土壤样品,同层土壤 5 个土样均匀混合成一个样品。矿质层土样在田间条件下过 5 mm 筛,用冰盒带回实验室 4℃下冷藏。土壤重量含水量采用烘干法测定,在 105℃烘干 24 h 至恒重。土壤无机氮采用比色法测定,准确称取 15 g 左右的鲜土放入 150 mL 的塑料瓶中,加入 100 mL 2 mol/L KCl 溶液浸提,在回旋式振荡器上振荡 1h 后用定量滤纸过滤,滤液用流动化学分析仪(AA3, SEAL, Germany)测定 NH_4^+-N、NO_3^--N 浓度。

1.5 统计分析

利用重复测定方差分析(RANOVA)比较不同施氮水平和施氮类型对土壤温度、含水量、无机氮含量和土壤 N_2O 通量的影响,利用 Tukey's HSD 进行均值间的多重比较。采用一元和多元逐步回归分析方法探讨土壤 N_2O 通量与土壤环境因子之间的关系。所有数据利用 SPSS 16.0 软件进行分析,利用 SigmaPlot 12.5 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤温度和水分

整个生长季,土壤 5cm 温度季节变化显著,整体上呈现单峰季节变化(表 1,P < 0.001)。对照处理土壤温度最高值和最低值分别出现在 7 月初和 5 月初,平均变化范围为 0.70—15.03℃(图 1)。不同施氮处理下,土壤温度变化格局相似,增氮对土壤温度无明显影响(表 1)。

表 1 月份、施氮水平、施氮类型对土壤 N_2O 通量、土壤温度、水分和无机氮含量影响的重复测量方差分析

Table 1 Repeated measures ANOVA of effects of month, N level and N form on soil N_2O fluxes, soil temperature, soil moisture and inorganic N contents

变异来源 Source of variance	土壤温度 Soil temperature	土壤水分 Soil moisture	土壤 N_2O 通量 Soil N_2O flux	土壤 NO_3^--N 含量 Soil NO_3^--N content		土壤 NH_4^+-N 含量 Soil NH_4^+-N content	
				O 层 O layer	M 层 M layer	O 层 O layer	M 层 M layer
组内差异 Within subjects (Multivariate)							
月 份 Month	<0.001	<0.001	<0.001	0.12	0.002	<0.001	<0.001
月份×施氮水平 Month × N level	0.98	0.02	0.18	0.43	0.16	0.71	0.06
月份×施氮类型 Month × N form	0.84	0.11	0.33	0.32	0.09	0.48	0.33
组间差异 Between subjects							
施氮水平 N level	0.79	0.03	0.003	0.05	0.14	<0.001	<0.001
施氮类型 N form	<0.001	0.04	0.01	0.16	0.12	<0.001	0.003

整个生长季 0—10 cm 层土壤含水量季节波动明显,呈逐渐递减的趋势(图 1)。由于 5、6 月份土壤处于冻融期,土壤含水量较高,5 月初对照处理土壤含水量值最高(27.48%)。秋季降水明显减少,8 月中旬和 9 月末土壤含水量较低,最低值为 5.86%。就某个月份而言,施氮水平对土壤含水量有显著影响(表 1,P =0.02)。施氮水平和施氮类型均显著改变了土壤体积含水量(表 1,P =0.03,P =0.04)。

2.2 土壤 N_2O 通量

整个生长季土壤 N_2O 排放通量季节变化显著(表 1,P < 0.001)。除 7 月份外,其他月份土壤 N_2O 排放均很低,对照处理土壤 N_2O 通量变化范围为-1.19—5.13 $\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$。施氮后土壤 N_2O 排放急剧增加,7 月份

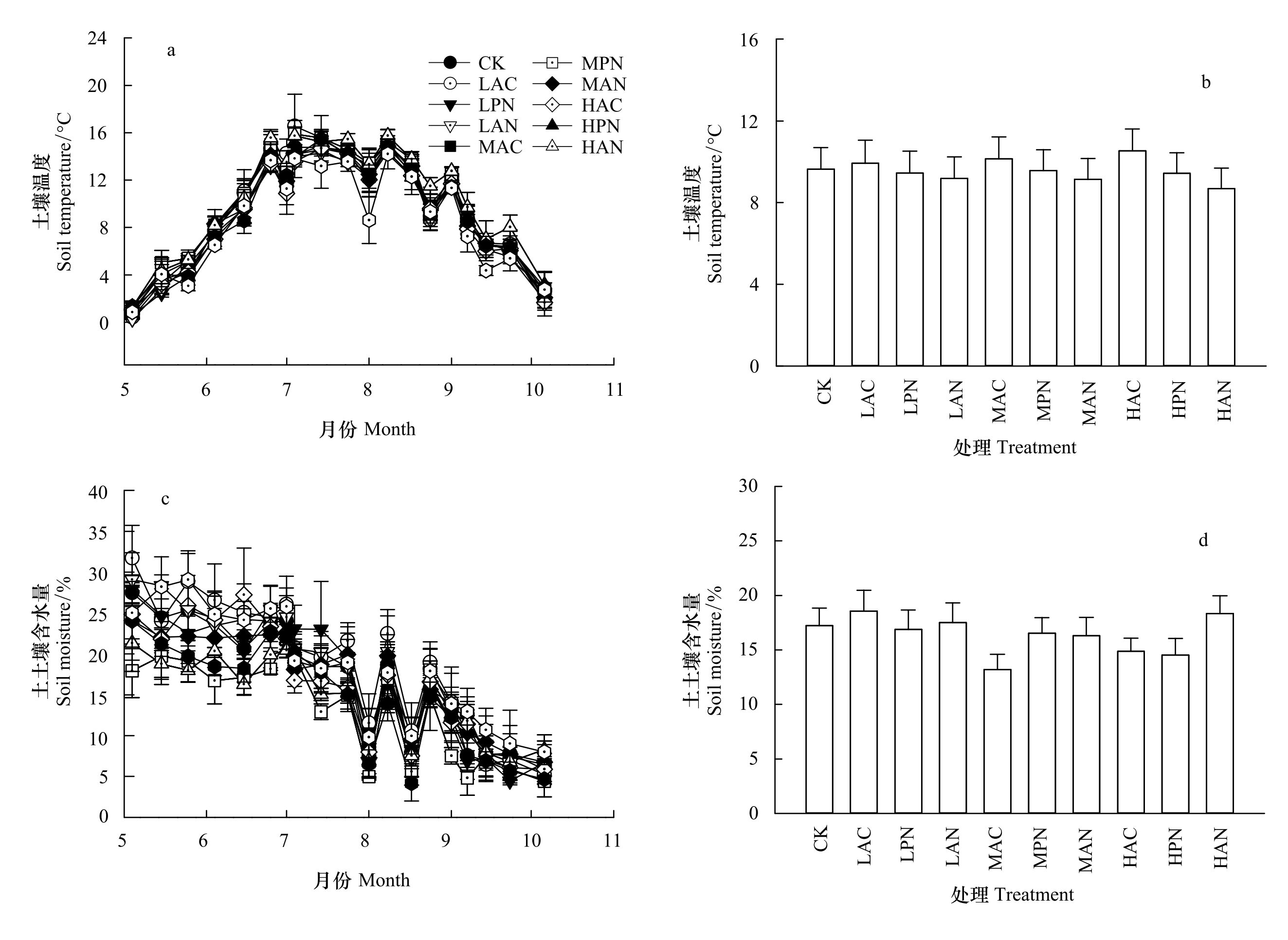


图 1　土壤温度和水分的季节变化及其对增氮的响应

Fig.1　The seasonal variations and responses of soil temperature and soil moisture to N addition

CK：对照 control；LAC：低氮氯化铵 low-NH_4Cl；LPN：低氮硝酸钾 low-KNO_3；LAN：低氮硝酸铵 low-NH_4NO_3；MAC：中氮氯化铵 medium-NH_4Cl；MPN：中氮硝酸钾 medium-KNO_3；MAN：中氮硝酸铵 medium-NH_4NO_3；HAC：高氮氯化铵 high-NH_4Cl；HPN：高氮硝酸钾 high-KNO_3；HAN：高氮硝酸铵 high-NH_4NO_3

出现明显的排放峰（47.77μg N m^{-2} h^{-1}）（图 2）。施氮水平和施氮类型均对土壤 N_2O 有极显著的影响（表 1，P =0.003，P =0.01）。随着增氮水平增加，土壤 N_2O 排放量逐渐增加。就施氮类型而言，KNO_3 和 NH_4NO_3 的促进效应显著高于 NH_4Cl，说明硝态氮比铵态氮肥对土壤 N_2O 排放量的影响更为显著。与对照相比，施加 NH_4NO_3 对土壤 N_2O 排放的促进效应最强，不同施氮剂量处理土壤 N_2O 通量的增幅度为 442%—677%。

2.3　土壤无机氮含量

整个生长季有机层土壤 NO_3^--N 含量季节波动不大（表 1，P =0.12）。5 月份有机层土壤 NO_3^--N 无明显积累，只在 6 月末和 8 月末出现两个峰值，且含量较低，整个生长季对照处理土壤 NO_3^--N 含量变化范围为 0—1.56 mg/kg（图 3）。矿质层土壤 NO_3^--N 含量高于有机层，变化范围为 0.21—9.09 mg/kg。施氮水平显著影响土壤有机层 NO_3^--N 含量（表 1，P =0.05），高剂量的氮输入累积效应更加明显（图 3）。施氮水平和施氮类型在 P =0.1 水平上边缘显著影响矿质层土壤 NO_3^--N 含量，低剂量施氮累积效应高于中、高剂量氮输入（图 3）。就某个月份而言，氮素类型也边缘显著影响土壤 NO_3^--N 含量（表 1，P =0.09）。

整个生长季有机层和矿质层土壤 NH_4^+-N 含量季节变化显著（表 1，P < 0.001）。对照处理矿质层土壤 NH_4^+-N 含量的变化范围为 5.4—21.84 mg/kg，有机层土壤 NH_4^+-N 含量更高，约为矿质层 NH_4^+-N 含量的 15 倍之多，最高值（443.02 mg/kg）和最低值（76.91 mg/kg）分别出现在 5 月末和 8 月中旬（图 3）。施氮水平和施氮

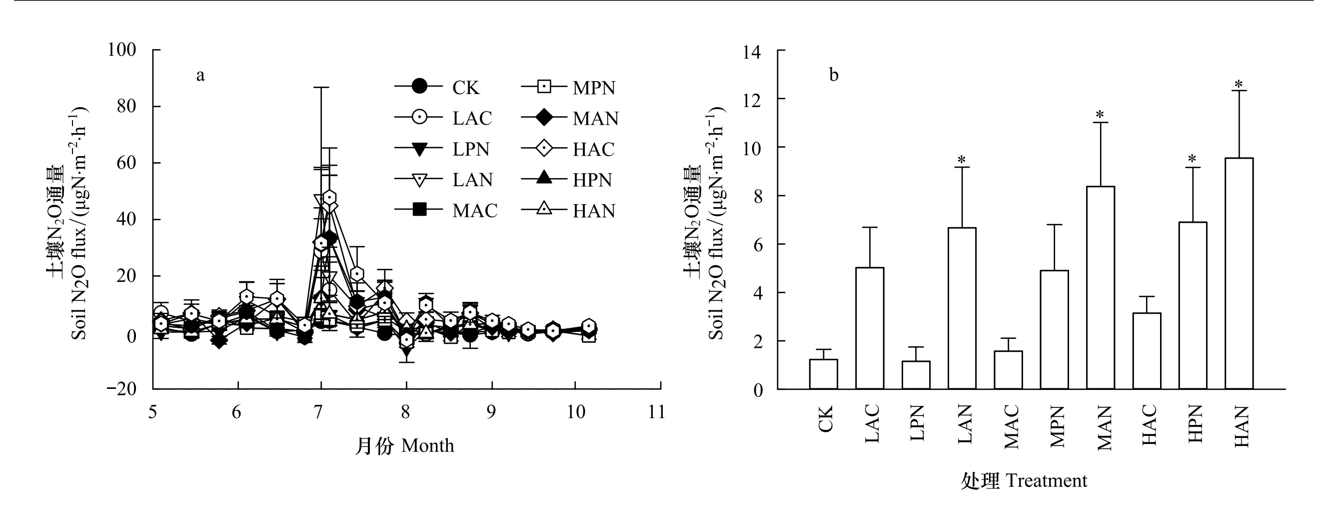


图 2 土壤 N_2O 通量的季节变化及其对增氮的响应

Fig.2 The seasonal variations and responses of soil N_2O fluxes to N addition

类型极显著影响有机层土壤 NH_4^+-N 含量(表 1,P < 0.001)。与对照相比,有机层土壤 NH_4^+-N 含量整体上呈现积累趋势,而矿质层土壤只有高剂量 NH_4Cl 和 NH_4NO_3 处理样方积累显著(图 3)。不同剂量的 NH_4NO_3 处理对土壤 NH_4^+-N 含量的增幅介于 22%—49%之间。

2.4 土壤 N_2O 通量与土壤变量之间的关系

土壤 N_2O 排放通量总体上与土壤温度的变化一致,呈现明显的单峰季节变化。土壤 N_2O 通量与土壤温度、凋落物层 NH_4^+-N 含量正相关,而与其他环境因子相关性不显著(图 4);多元回归分析结果显示,土壤 N_2O 通量主要受温度驱动,其次是凋落物层 NH_4^+-N 含量,两者能够解释其季节变异的 27%(表 2),说明其他环境因子如土壤质地、有机质含量、pH、Eh 含量对土壤 N_2O 通量也会有显著的影响。将施氮水平作为分类变量,发现随着施氮水平的增加土壤 N_2O 通量呈现增加的趋势。

表 2 土壤 N_2O 通量与土壤变量间的回归模型

Table 2 Regression models between the soil N_2O fluxes and the soil variables

土壤变量 Soil variables	回归方程 Equation	决定系数 R^2	P
土壤温度 Soil temperature(T_s)	$F_{N_2O}=0.68+0.37T_s$	0.04	0.0012
有机层 NH_4^+-N 含量 NH_4^+-N content in O layer (NH_4^+-N_O)	$F_{N_2O}=1.24+0.01NH_4^+\text{-}N_O$	0.04	0.0053
多元回归 Multiple regression	$F_{N_2O}=-7.51+0.47T_s+0.011NH_4^+\text{-}N_O+0.85LN+2.37MN+2.86HN$	0.27	<0.001

T_s:土壤温度 soil temperature;NH_4^+-N_O:有机层 NH_4^+-N 含量 NH_4^+-N content in O layer;LN:低氮处理 low N;MN:中氮处理 medium N;HN:高氮处理 high N

3 讨论

3.1 施氮类型和剂量对土壤无机氮累积的影响

土壤 NH_4^+-N 取决于氮的矿化、硝化、植物吸收、微生物固持、土壤有机质及矿物质吸附等多个过程的平衡[27]。本研究发现施氮类型和剂量显著改变土壤 NH_4^+-N 含量,且土壤 NH_4^+-N 的积累效应较 NO_3^--N 更加显著(表 2 和图 3),该结果验证了本文第一个科学假设(即施氮增加土壤氮素有效性)。总体上,施氮一致导致有机层(O 层)NH_4^+-N 累积,但是只有施加铵态氮肥(NH_4Cl 和 NH_4NO_3)时矿质层土壤 NH_4^+-N 累积才显著,该结果说明施氮引起有机氮的矿化大于 NH_4^+ 的消耗,这与许多贫氮的北方森林、温带森林的结果相似[28-29]。本研究模拟氮沉降输入采用地表喷洒方式,一部分外源性 NH_4^+ 首先被凋落物层有机质吸附;其次,大兴安岭地

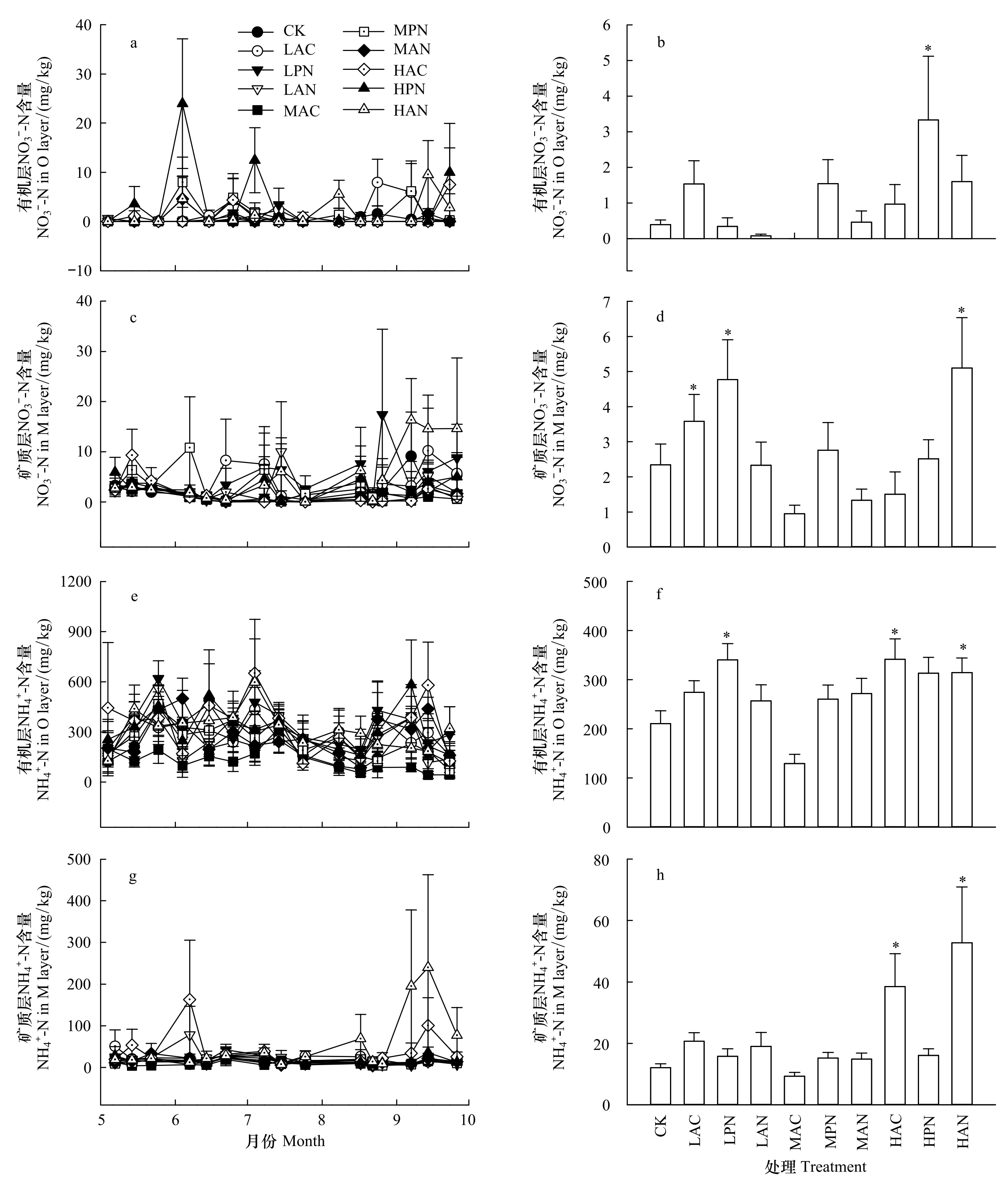


图 3　有机层、矿质层土壤无机氮含量的月变化及其对增氮的响应

Fig.3　The monthly variations and responses of soil inorganic N contents in the organic and mineral layers to N addition

区植物和微生物均是喜铵的,植物优先利用 NH_4^+-N[30]。Xu 等[31]利用 ^{15}N 示踪技术探讨不同纬度森林主要乔木对有效氮源(NH_4^+、NO_3^- 和氨基酸)的吸收利用格局,也发现植物优先吸收 NH_4^+-N。Sheng 等[32]研究外源性氮素在南北森林中的运移规律时发现,北方森林中($^{15}NH_4$)$_2SO_4$吸收速率明显高于 $K^{15}NO_3$。在长时间尺度上,植物是氮素竞争的优势者[33],植物对 NH_4^+ 的选择性吸收也导致低氮处理矿质层土壤 NH_4^+-N 无明显累积;当施加的 NH_4^+ 以及矿化的 NH_4^+ 超过土壤物理化学和生物的固持容量,多余的 NH_4^+ 才能在矿质层发生积累。

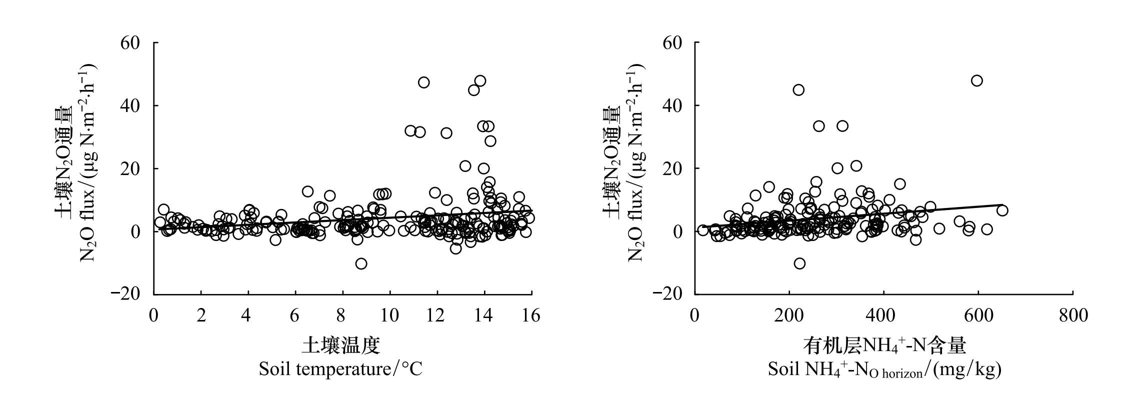


图 4 土壤 N_2O 通量与土壤变量之间的关系

Fig.4 Relationships between soil N_2O fluxes and soil variables

该研究结果表明,如果将大兴安岭北方森林大气氮沉降背景值(2.5 kg N hm^{-2} a^{-1})考虑在内,导致土壤 NH_4^+-N 发生明显积累的大气氮沉降临界通量约为 22.5 kg N hm^{-2} a^{-1}。

土壤 NO_3^--N 含量是土壤硝化、植物吸收、反硝化及液态淋溶等多个过程的净效应。施氮只边缘显著地改变 O 层和 M 层土壤 NO_3^--N 含量,低氮处理样方矿质层土壤 NO_3^--N 累积明显,研究结果表明施氮 3a 大兴安岭寒温带针叶林土壤 NO_3^--N 含量处于一种动态平衡状态(产生=损耗)。施加 KNO_3 和 NH_4NO_3 直接增加土壤 NO_3^--N 含量,施加铵态氮刺激硝化细菌活性,增加土壤 NO_3^--N 含量。但是,本研究发现 3a 施氮并没有导致寒温带针叶林土壤 NO_3^--N 明显的累积,这与热带、亚热带森林增氮控制实验的结果不一致[34-35],也远低于全球 Meta 分析的结果(NO_3^--N 淋溶增加 461%)[36]。造成上述格局的可能原因是:(1)施氮剂量较低,外源性氮输入主要被植物和微生物同化[32]。(2) 大兴安岭寒温带针叶林土壤为典型棕色针叶林土,质地较粗,砾石、砂粒、粉粒和粘粒含量分别为 11.16%、51.76%、27.55%、9.53%[37],NO_3^--N 垂直渗漏明显,难以在表层积累。(3)寒温带针叶林土壤水分含量较高,冻融过程强烈,反硝化氮素损失明显[38]。许多研究表明,反硝化过程支配着森林土壤 N_2O 产生过程[39-40],外源性氮输入直接或间接地增加反硝化细菌群落的底物,进而增加土壤氮素的气态排放(NO、N_2O 和 N_2)。本研究发现施氮显著促进土壤 N_2O 排放也支持上述推论。

3.2 施氮类型和剂量对土壤 N_2O 通量的影响

自然状态下,寒温带针叶林土壤 N_2O 年累计排放量为(1.23±0.42)kg N hm^{-2} a^{-1},与傅民杰等[38]的观测结果相近。施氮一致增加寒温带针叶林土壤 N_2O 排放,NH_4NO_3 处理增幅为 442%—677%,显著高于全球施氮试验的平均水平(134%)[36],说明贫氮的寒温带针叶林土壤 N_2O 排放对外源性氮素输入十分敏感,应该倍加重视。此外,高剂量的硝态氮肥(KNO_3 和 NH_4NO_3)输入的促进效应高于铵态氮肥,且 NH_4NO_3 增幅最大。研究结果表明,寒温带针叶林土壤 N_2O 主要来源于硝化和反硝化过程,外源性 NH_4^+ 和 NO_3^- 对 N_2O 排放的影响具有加和效应,并且土壤 N_2O 产生来源于反硝化过程的比例更大,这与假设 2 相反。本研究发现,寒温带针叶林土壤 N_2O 通量主要受温度驱动,其次是有机层 NH_4^+-N,并且随着施氮水平的增加而增加(图 4 和表 3)。温度主要控制 N_2O 产生过程中的酶活性,在土壤水分、反应基质充足的条件下,土壤 N_2O 排放与温度呈现显著的正相关[41]。虽然土壤产生 N_2O 的生物代谢过程主要由温度控制,但 N_2O 排放并非完全取决于其产生速率,其排放过程还会受到底物有效性的影响。由于寒温带针叶林土壤无机氮主要以 NH_4^+-N 为主,且积累在凋落物层,导致凋落物层 NH_4^+-N 转化过程支配着土壤 N_2O 的排放。目前关于森林土壤 N_2O 产生存在硝化和反硝化为主之争论[14],本研究只是间接得出 NH_4^+-N 转化效率高于 NO_3^--N;下一步研究需要结合 ^{15}N 示踪技术和分子生物学方法,精细测定多个氮素转化过程速率以及介导氨化、硝化和反硝化过程的功能微生物群落丰度和组成,量化硝化和反硝化过程对 N_2O 产生的相对贡献。

4 结论

本研究以大兴安岭寒温带针叶林为研究对象,构建 3 种氮肥、4 个施氮剂量的增氮控制试验,测定生长季土壤无机氮含量、土壤 N_2O 通量及水热环境因子,分析施氮类型与水平对土壤氮素可利用性及土壤 N_2O 排放的影响,探讨氮素富集条件下寒温带针叶林土壤 N_2O 排放的环境驱动机制。得出以下 3 个研究结论:(1)施氮类型和剂量显著改变土壤无机氮含量,土壤 NH_4^+-N 的积累效应较 NO_3^--N 更加显著,大气氮沉降输入短期内(<3a)不会导致土壤氮素的大量流失。(2)施氮一致增加寒温带针叶林土壤 N_2O 排放,增幅高于全球平均水平,外源性 NH_4^+ 和 NO_3^- 输入对 N_2O 排放的影响具有加和效应。由于 N_2O 产生与消耗过程极其复杂,本文只探讨了水热因子和底物浓度对土壤 N_2O 通量的影响,未能量化硝化和反硝化过程对土壤 N_2O 产生的相对贡献。未来研究应从生物化学和微生物分子生态学角度出发,结合 ^{15}N 示踪技术和分子生物学方法,深入探讨氮素富集条件下土壤关键微生物功能群基因丰度、组成及其与氮素转化过程的耦合关系。

参考文献(References):

[1] Stocker T F, Qin D H, Plattner G K, Tignor M B, Allen S K, Boschung J, Nauels A, Yu X, Bex V, Midgley P M. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013: 1-1535.

[2] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N_2O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. Science, 2009, 326(5949): 123-125.

[3] 蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统 CH_4 和 N_2O 排放. 合肥: 中国科学技术大学出版社. 2009, 1-375.

[4] Lamarque J F, Kiehl J T, Brasseur G P, Butler T, Cameron-Smith P, Collins W D, Collins W J, Granier C, Hauglustaine D, Hess P G, Holland E A, Horowitz L, Lawrence M G, McKenna D, Merilees P, Prather M J, Rasch P J, Rotman D, Shindell D, Thornton P. Assessing future nitrogen deposition and carbon cycle feedback using a multimodel approach: Analysis of nitrogen deposition. Journal of Geophysical Research, 2005, 110(D19): D19303.

[5] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. Science, 2008, 320(5878): 889-892.

[6] 王汝南. 模拟大气氮沉降对温带森林土壤温室气体交换通量的影响[D]. 北京: 北京林业大学, 2012.

[7] Butterbach-Bahl K, Gasche R, Willibald G, Papen H. Exchange of N-gases at the Höglwald Forest—A summary. Plant and Soil, 2002, 240(1): 117-123.

[8] Baggs E M. A review of stable isotope techniques for N_2O source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2008, 22(11): 1664-1672.

[9] Nemergut D R, Townsend A R, Sattin S R, Freeman K R, Fierer N, Neff J C, Bowman W D, Schadt C W, Weintraub M N, Schmidt S K. The effects of chronic nitrogen fertilization on alpine tundra soil microbial communities: implications for carbon and nitrogen cycling. Environmental Microbiology, 2008, 10(11): 3093-3105.

[10] Ernfors M, Rütting T, Klemedtsson L. Increased nitrous oxide emissions from a drained organic forest soil after exclusion of ectomycorrhizal mycelia. Plant and Soil, 2011, 343(1/2): 161-170.

[11] Zhu T B, Meng T Z, Zhang J B, Yin Y F, Cai Z C, Yang W Y, Zhong W H. Nitrogen mineralization, immobilization turnover, heterotrophic nitrification, and microbial groups in acid forest soils of subtropical China. Biology and Fertility of Soils, 2013, 49(3): 323-331.

[12] Corre M D, Veldkamp E, Arnold J, Wright S J. Impact of elevated N input on soil N cycling and losses in old-growth lowland and montane forests in Panama. Ecology, 2010, 91(6): 1715-1729.

[13] Fenn M E, Poth M A, Terry J D, Blubaugh T J. Nitrogen mineralization and nitrification in a mixed-conifer forest in southern California: controlling factors, fluxes, and nitrogen fertilization response at a high and low nitrogen deposition site. Canadian Journal of Forest Research, 2005, 35(6): 1464-1486.

[14] 方华军, 程淑兰, 于贵瑞, 王永生, 徐敏杰, 党旭升, 李林森, 王磊, 李晓玉, 司高月. 森林土壤氧化亚氮排放对大气氮沉降增加的响应研究进展. 土壤学报, 2015, 52(2): 262-271.

[15] Zhang W, Mo J M, Yu G R, Fang Y T, Li D J, Lu X K, Wang H. Emissions of nitrous oxide from three tropical forests in Southern China in response to simulated nitrogen deposition. Plant and Soil, 2008, 306(1/2): 221-236.

[16] Wei D, Xu-Ri, Liu Y W, Wang Y H, Wang Y S. Three-year study of CO_2 efflux and CH_4/N_2O fluxes at an alpine steppe site on the central Tibetan Plateau and their responses to simulated N deposition. Geoderma, 2014, 232-234: 88-96.

[17] Lal R. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management, 2005, 220(1/3): 242-258.

[18] Luyssaert S, Schulze E D, Börner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law B E, Ciais P, Grace J. Old-growth forests as global carbon sinks. Nature, 2008, 455(7210): 213-215.

[19] Allison S D, Hanson C A, Treseder K K. Nitrogen fertilization reduces diversity and alters community structure of active fungi in boreal ecosystems. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(8): 1878-1887.

[20] Maljanen M, Jokinen H, Saari A, Strömmer R, Martikainen P J. Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. Soil Use and Management, 2006, 22(2): 151-157.

[21] Magnani F, Mencuccini M, Borghetti M, Berbigier P, Berninger F, Delzon S, Grelle A, Hari P, Jarvis P G, Kolari P, Kowalski A S, Lankreijer H, Law B E, Lindroth A, Loustau D, Manca G, Moncrieff J B, Rayment M, Tedeschi V, Valentini R, Grace J. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. Nature, 2007, 447(7146): 849-851.

[22] Werner C, Butterbach-Bahl K, Haas E, Hickler T, Kiese R. A global inventory of N_2O emissions from tropical rainforest soils using a detailed biogeochemical model. Global Biogeochemical Cycles, 2007, 21(3): GB3010.

[23] Koehler B, Corre M D, Veldkamp E, Wullaert H, Wright S J. Immediate and long-term nitrogen oxide emissions from tropical forest soils exposed to elevated nitrogen input. Global Change Biology, 2009, 15(8): 2049-2066.

[24] Repo M E, Susiluoto S, Lind S E, Jokinen S, Elsakov V, Biasi C, Virtanen T, Martikainen P J. Large N_2O emissions from cryoturbated peat soil in tundra. Nature Geoscience, 2009, 2(3): 189-192.

[25] Elberling B, Christiansen H H, Hansen B U. High nitrous oxide production from thawing permafrost. Nature Geoscience, 2010, 3(7): 506-506.

[26] Zaehle S, Dalmonech D. Carbon – nitrogen interactions on land at global scales: current understanding in modelling climate biosphere feedbacks. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2011, 3(5): 311-320.

[27] 方华军, 程淑兰, 于贵瑞. 森林土壤碳、氮淋失过程及其形成机制研究进展. 地理科学进展, 2007, 26(3): 29-37.

[28] 胡艳玲, 韩士杰, 李雪峰, 赵玉涛, 李东. 长白山原始林和次生林土壤有效氮含量对模拟氮沉降的响应. 东北林业大学学报, 2009, 37(5): 36-38, 42.

[29] Gao W L, Cheng S L, Fang H J, Chen Y, Yu G R, Zhou M, Zhang P L, Xu M J. Effects of simulated atmospheric nitrogen deposition on inorganic nitrogen content and acidification in a cold-temperate coniferous forest soil. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(2): 114-121.

[30] 崔晓阳, 宋金凤. 原始森林土壤 NH_4^+/NO_3^- 生境特征与某些针叶树种的适应性. 生态学报, 2005, 25(11): 3082-3092.

[31] Xu X L, Li Q K, Wang J Y, Zhang L M, Tian S N, Zhi L, Li Q R, Sun Y. Inorganic and organic nitrogen acquisition by a fern *Dicranopteris dichotoma* in a subtropical forest in South China. PLoS One, 2014, 9(5): e90075.

[32] Sheng W P, Yu G R, Fang H J, Jiang C M, Yan J H, Zhou M. Sinks for inorganic nitrogen deposition in forest ecosystems with low and high nitrogen deposition in China. PLoS One, 2014, 9(2): e89322.

[33] Kuzyakov Y, Xu X L. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: mechanisms and ecological relevance. New Phytologist, 2013, 198(3): 656-669.

[34] Fang H J, Yu G R, Cheng S L, Zhu T H, Zheng J J, Mo J M, Yan J H, Luo Y Q. Nitrogen-15 signals of leaf-litter-soil continuum as a possible indicator of ecosystem nitrogen saturation by forest succession and N loads. Biogeochemistry, 2011, 102(1/3): 251-263.

[35] Wang Y S, Cheng S L, Fang H J, Yu G R, Xu M J, Dang X S, Li L S, Wang L. Simulated nitrogen deposition reduces CH_4 uptake and increases N_2O emission from a subtropical plantation forest soil in southern China. PLoS One, 2014, 9(4): e93571.

[36] Lu M, Yang Y H, Luo Y Q, Fang C M, Zhou X H, Chen J K, Yang X, Li B. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis. New Phytologist, 2011, 189(4): 1040-1050.

[37] Fang H J, Yu G R, Cheng S L, Zhu T L, Wang Y S, Yan J H, Wang M, Cao M, Zhou M. Effects of multiple environmental factors on CO_2 emission and CH_4 uptake from old-growth forest soils. Biogeosciences, 2010, 7(1): 395-407.

[38] 傅民杰, 王传宽, 王颖, 刘实, 丁爽. 气候暖化对解冻期不同纬度兴安落叶松林土壤氧化亚氮释放的影响. 应用生态学报, 2009, 20(7): 1635-1642.

[39] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B. N_2O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. Environmental Research, 2011, 111(5): 643-649.

[40] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B, Yang W Y, Müller C. Mechanisms for the retention of inorganic N in acidic forest soils of southern China. Scientific Reports, 2013, 3: 2342.

[41] Livesley S J, Grover S, Hutley L B, Jamali H, Butterbach-Bahl K, Fest B, Beringer J, Arndt S K. Seasonal variation and fire effects on CH_4, N_2O and CO_2 exchange in savanna soils of northern Australia. Agricultural and Forest Meteorology, 2011, 151(11): 1440-1452.